

## Локализация источников диоксида серы и сульфатов с помощью обратных траекторий и данных локального мониторинга

О.М. Жукова<sup>1</sup>, В.П. Кабашников<sup>2</sup>, Б.Б. Козерук<sup>1</sup>, В.Н. Кузьмин<sup>3</sup>,  
Н.С. Метельская<sup>2</sup>, А.П. Чайковский<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Республиканский Центр радиационного контроля и мониторинга окружающей среды  
220114, г. Минск, пр. Независимости, 110а

<sup>2</sup>Институт физики НАН Беларуси

220072, г. Минск, пр. Независимости, 68

<sup>3</sup>Республиканский научно-технический центр ЭКОМИР

220012, г. Минск, ул. Сурганова, 2, Беларусь

Поступила в редакцию 17.04.2008 г.

Для каждого элемента территории методом времени пребывания найдены концентрации диоксида серы и сульфатов, которые в среднем фиксируются на станции мониторинга при условии предварительного прохождения анализируемых воздушных масс над этим элементом территории. Рассчитанные поля концентраций отражают степень влияния различных регионов на состояние воздушного пространства на станции мониторинга и были использованы для локализации регионов, ответственных за загрязнение диоксидом серы и сульфатами воздушного бассейна Березинского заповедника (Республика Беларусь). Приведена оценка погрешности поля концентраций, которая возникает из-за ограниченности данных мониторинга. Поскольку области с высокой концентрацией могут рассматриваться как вероятные источники примеси, рассчитанные поля среднегодовых концентраций диоксида серы и сульфатов были сопоставлены с экспертными данными ЕМЕР по пространственному распределению мощностей эмиссии диоксида серы в 2004 г. Рассчитанные распределения концентраций, в основном, согласуются с данными ЕМЕР. Возникающие различия, возможно, связаны с процессами химической трансформации диоксида серы на пути от источника к рецептору.

*Ключевые слова:* диоксид серы, сульфаты, источники выбросов, обратные траектории, метод времени преобразования, метод бутстрапа.

### Введение

Диоксид серы является одним из приоритетных загрязнителей атмосферы. Он поступает в атмосферу, в основном, в результате сжигания ископаемых топлив, окисления органических веществ в почвах и океане, извержения вулканов и горения биомассы [1]. Продолжительность жизни  $\text{SO}_2$  в атмосфере варьирует от одного до нескольких дней и определяется сухим и влажным осаждением, превращением в частицы сульфатов [2]. Частицы сульфатов являются одним из основных аэрозольных компонентов, рассеивающих свет в видимой области спектра и снижающих прозрачность атмосферы. Они увеличивают альbedo Земли, способствуя уменьшению потока приходящей солнечной энергии и изменению климата [3]. В континентальных условиях практически все частицы сульфатов образуются из диоксида серы [4]. Характерные времена превращения диоксида серы в сульфаты зависят от влажности, наличия

в атмосфере аммиака и других примесей и могут составлять от нескольких часов во влажной загрязненной атмосфере до нескольких дней в чистом сухом воздухе [2]. Ожидаемое время жизни сульфатов в атмосфере составляет 1–2 нед.

В настоящее время во многих странах проводится инвентаризация выбросов серосодержащих газов, при которой указываются мощность и расположение источников эмиссии. Однако крупномасштабная картина выбросов на территориях, включающих несколько стран, формируется, как правило, на основе экспертных оценок [5], так как национальные данные не всегда содержат всю необходимую информацию. Поэтому данные, полученные независимым способом, могут представлять интерес. Отметим также, что влияние источников выбросов поллютантов на качество воздуха в районе-рецепторе определяется не только их мощностью и удалением от рецептора, но и процессами их химической трансформации, связанными с условиями переноса примесей. Цель нашего исследования заключалась в выявлении основных географических регионов-источников диоксида серы и сульфатов и оценке степени их влияния на содержание указанных примесей в воздухе в районе станции фонового мониторинга в Березинском биосферном заповеднике (Беларусь).

\* Ольга Митрофановна Жукова (us206@rad.by.mesom.ru); Виталий Павлович Кабашников; Богдана Богдановна Козерук (us212@rad.by.mesom.ru); Владимир Николаевич Кузьмин; Наталья Сергеевна Метельская; Анатолий Павлович Чайковский.

Для нахождения областей-источников переносимой по воздуху примеси в настоящее время широко используется так называемый метод времени пребывания [6–8]. Входными данными этого метода являются данные мониторинга содержания примеси за длительное время (например, за год или несколько лет) и набор обратных траекторий воздушных масс, проходящих в точку мониторинга в моменты измерения концентрации. Предполагается, что воздушная масса, проходящая на достаточно низкой высоте (в основном, в пределах атмосферного пограничного слоя (АПС)) над территорией-источником эмиссии, захватывает загрязняющее вещество и несет его дальше, уменьшая концентрацию за счет диффузии, осаждения и химических превращений.

Единичная траектория не несет информации, где именно на пути движения воздушной массы было захвачено загрязняющее вещество. Однако с помощью статистической обработки данных мониторинга и обратных траекторий можно установить определенную связь между уровнем концентрации в пункте мониторинга и территориями, над которыми воздушные массы проходили до прихода в точку мониторинга, и выявить таким образом регионы, вызывающие повышенную концентрацию загрязнителей в пункте мониторинга. Рассматриваемый метод использовался для выявления регионов-источников диоксида серы [7, 10, 11], оксидов азота [11], озона [12], кислотных осадков [13], аэрозолей [9], источников и стоков  $\text{CO}_2$  [14] и радиоактивного  $^7\text{Be}$  [15].

## Метод расчета и исходные данные

В методе времени пребывания географическая область, окружающая пункт мониторинга (рецептор), делится сеткой на ячейки. Пусть  $i, j$  нумеруют географические координаты (долготу и широту) центра  $(i, j)$  ячейки. Каждой ячейке ставим в соответствие среднее значение концентрации  $P_{ij}$ , которое имело место в рецепторе при условии прохождения траектории над рассматриваемой ячейкой:

$$P_{ij} = \sum_{l=1}^L c(l)\tau_{ij}(l) / \sum_{l=1}^L \tau_{ij}(l), \quad (1)$$

где  $l$  – нумерует траектории, проходившие над ячейкой  $(i, j)$ ;  $L$  – общее количество траекторий;  $c(l)$  – концентрация примеси, которая фиксировалась в рецепторе в момент прихода  $l$ -й траектории;  $\tau_{ij}(l)$  – время пребывания  $l$ -й траектории над территорией  $(i, j)$  ячейки. Параметр  $P_{ij}$  имеет физический смысл концентрации, которая в среднем возникнет в рецепторе, если воздушная масса до прихода в рецептор пройдет над территорией ячейки  $(i, j)$ . Ячейки с высокой концентрацией  $P_{ij}$  рассматриваются как вероятные источники примеси.

Использовались данные по приземным концентрациям диоксида серы и сульфатов, измеренные на станции фонового мониторинга в Березинском биосферном заповеднике (Беларусь) с октября 2004 по июль 2007 г. Пробы отбирались в течение 24 ч с 9 утра того дня, которому приписывался результат изме-

рения, до 9 утра следующего дня. Использовались данные более 1000 измерений. Полагалось, что концентрации на рецепторе постоянны в течение времени отбора проб.

Для расчета траекторий использовались предоставляемые Республиканским гидрометеоцентром Республики Беларусь данные о поле ветра и температуры в Северном полушарии. Последние представляют собой массивы горизонтальных (вдоль широты и вдоль меридиана) компонент и вертикальной компоненты скорости ветра, а также массивы значений температуры и высот стандартных изобарических поверхностей на сетке с шагом  $2,5^\circ$  на моменты времени 0 и 12 ч UTC. Поля горизонтального ветра задаются на стандартных изобарических поверхностях 1000, 925, 850, 700, 500, 400, 300, 250, 200, 150, 100, 75 и 50 гПа. Поля вертикальной компоненты скорости ветра и температуры воздуха задаются на изобарических поверхностях 1000, 850, 700, 500, 300 и 200 гПа.

Для периода с октября 2004 по август 2005 г. данные по вертикальной скорости отсутствовали. Для этого периода вертикальная компонента скорости ветра рассчитывалась по данным о температуре и горизонтальной скорости в предположении об адиабатичности течения [16]. Данные Республиканского гидрометеоцентра были также дополнены расчетами поля скоростей внутри АПС на трех промежуточных между 1000 и 925 гПа поверхностях. Для этого использовались методы параметризации характеристик АПС [17, 18], требующие в качестве входных данных значения высот изобарических поверхностей 1000, 850 и 700 гПа, температур воздуха на этих поверхностях и высоты шероховатости подстилающей поверхности.

Уравнение траектории физически бесконечно малой жидкой частицы имеет вид [19]:

$$dX/dt = V[X(t), t], \quad (2)$$

где  $t$  – время;  $X$  – вектор положения частицы;  $V$  – скорость ветра.

Алгоритм численного решения уравнения (2) на временном шаге  $\Delta t$  имеет вид [19]:

$$X(t_1) \approx X(t_0) + \frac{1}{2}\Delta t(V(X(t_0), t_0) + V(X(t_1), t_1)), \quad (3)$$

где индексы 0 и 1 указывают начальный и конечный моменты шага по времени. Уравнение (3) решалось итерациями, поскольку априори неизвестны координаты точки, куда придет частица спустя время  $\Delta t$ . Скорости вне пространственно-временных узлов сетки исходных данных вычислялись с использованием линейной интерполяции по времени и бета-сплайновой второго порядка по пространству.

По разработанной нами программе рассчитывались пятисуточные трехмерные обратные траектории для пункта мониторинга, находящегося в Березинском заповеднике. Он расположен в 100 км к северо-востоку от Минска и помечен на рис. 1 звездочкой.

Каждому усредненному по суточному интервалу значению концентрации ставились в соответствие

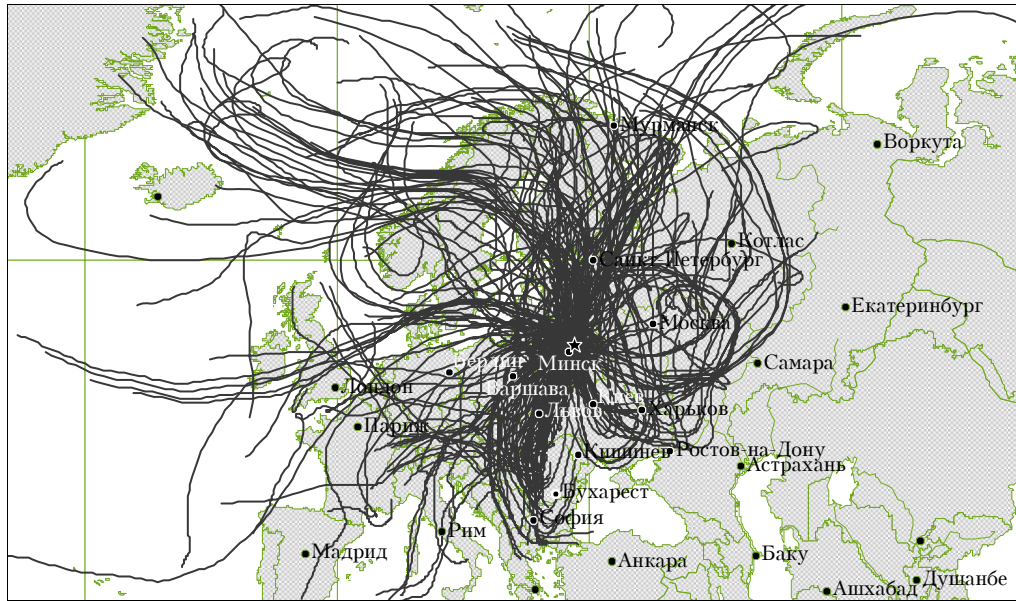


Рис. 1. Траектории движения загрязненных воздушных масс, поступавших в Березинский заповедник в теплые сезоны на высоте 950 гПа

обратные траектории, стартующие из пункта мониторинга 4 раза в сутки: в 12, 18, 24 текущего и 6 ч следующего дня. В каждом старте было три траектории, начинающиеся на высотах 975, 950 и 850 гПа, что приблизительно соответствует геометрическим высотам 200, 430 и 1350 м. Относительный вклад каждой из указанных трех траекторий в наблюдаемое содержание примеси полагался пропорциональным времени пребывания каждой траектории в пределах АПС над всеми территориями.

Пример рассчитанных траекторий приведен на рис. 1, где представлены так называемые «грязные» траектории, по которым в теплые сезоны (май – октябрь) в точку-рецептор приходили воздушные массы на высоте 950 гПа в дни с концентрацией  $\text{SO}_2$ , превышающей ее среднее значение более чем в 2 раза. Таких траекторий за рассматриваемый период было 224, а всего учитывалось 1648 траекторий для теплых сезонов и примерно столько же для холодных сезонов для каждой из трех указанных высот.

## Результаты расчетов

Содержание диоксида серы и сульфатов в воздухе Березинского заповедника имеет ярко выраженный сезонный ход. Зимой концентрация указанных веществ значительно выше, чем в летние месяцы, в результате чего среднегодовые источники близки к зимним источникам. Поэтому для краткости будем рассматривать лишь среднегодовые источники и источники для теплых сезонов. С помощью метода времени пребывания для каждой ячейки было найдено такое значение концентрации  $P_{ij}$ , которое в среднем фиксируется на станции мониторинга при условии предварительного прохождения анализируемых воздушных масс над территорией этой ячейки. На рис. 2 приведены результаты расчетов по формуле (1) поля концентраций  $P_{ij}$  по данным о содержании ди-

оксида серы и сульфатов в воздухе Березинского заповедника.

Концентрация выражена в единицах  $\text{мкг}/\text{м}^3$ . Размер ячейки равен  $2^\circ$  по долготе и  $1^\circ$  по широте, что на широте Минска соответствует приблизительно 133 на 110 км. Каждую из представленных на карте ячеек пересекало не менее 30 траекторий. На рис. 2, а и б представлены источники соответственно диоксида серы и сульфатов для теплых сезонов. Видно, что в летние месяцы наибольшие концентрации диоксида серы в Березинском заповеднике приносили воздушные потоки из промышленных районов Украины, района Петербурга – Таллинна, региона Москвы. Повышенные концентрации сульфатов были вызваны источниками, находящимися на Украине, в Румынии, Словакии, Чехии, Польше, а также в Московском регионе. На рис. 2, в и г представлены среднегодовые источники соответственно диоксида серы и сульфатов. В среднем за год основными территориями, ответственными за повышенную концентрацию диоксида серы в Березинском заповеднике, являются территории, лежащие к востоку, северо-востоку и юго-востоку от Березинского заповедника. Особенно выделяются регионы Москвы и юго-востока Украины. Самые высокие концентрации сульфатов были вызваны источниками, находящимися в районе Донбасса. Источники сульфатов меньшей интенсивности приблизительно равномерно распределены в южном и восточном секторах с центром в Березинском заповеднике.

Имея в виду, что области с высокой концентрацией могут рассматриваться как вероятные источники примеси, рассчитанные поля среднегодовых концентраций диоксида серы и сульфатов можно сопоставить с экспертными данными ЕМЕР [5] по пространственному распределению мощностей эмиссии диоксида серы в 2004 г., которые представлены на рис. 3.

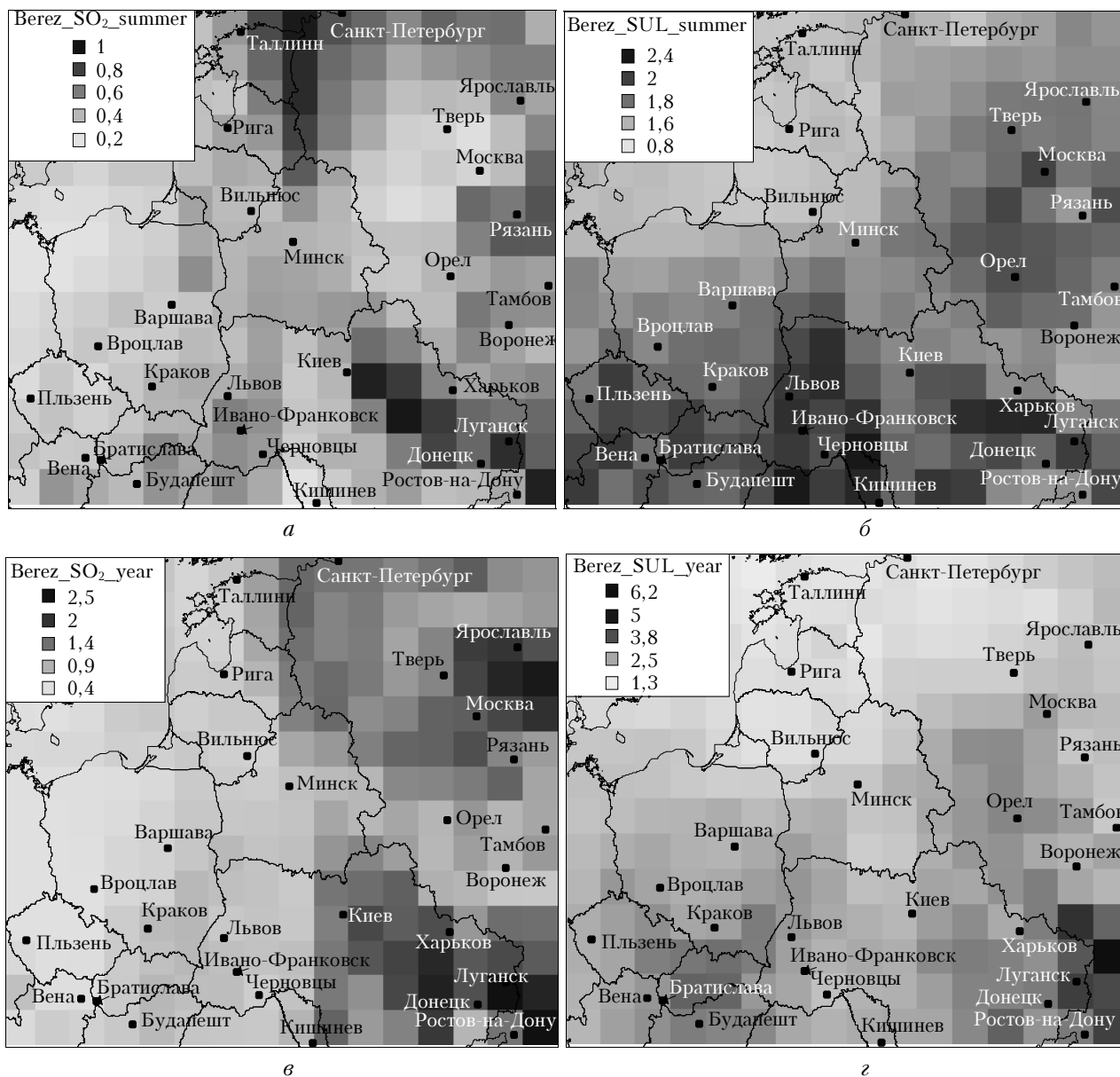


Рис. 2. Пространственное распределение условно осредненных концентраций диоксида серы (слева) и сульфатов (справа). Вверху – данные для теплых сезонов. Внизу – среднегодовые данные

Сравнивая рис. 3 и 2, в, з, можно сделать следующие выводы. Имеется приблизительное совпадение с данными ЕМЕР относительно расположения источников выбросов SO<sub>2</sub> в районе Москвы, на юго-востоке и юге Украины, на западе Украины и юге Польши. Поскольку сульфаты образуются из диоксида серы, то источники диоксида серы и сульфатов должны совпадать. Частично это имеет место, в основном, для летних условий. Однако источники сульфатов в районе Москвы ощущаются в Березинском заповеднике гораздо слабее, чем диоксид серы. Только летом они проявляются более отчетливо. Это может объясняться тем, что в зимние месяцы с востока чаще всего приходит сухой воздух, в котором сульфаты за время пути от Москвы до Березинского заповедника, составляющее 1–1,5 сут, не успевают образоваться.

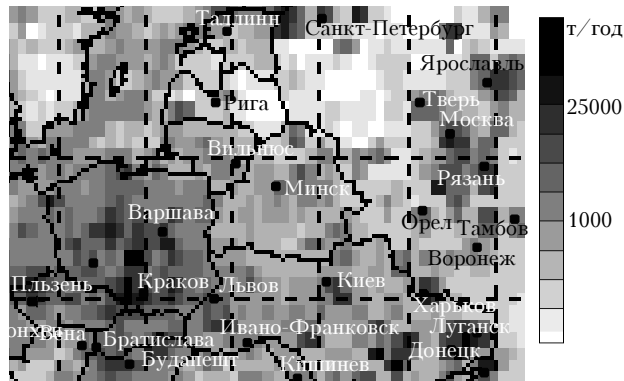


Рис. 3. Пространственное распределение мощности источников эмиссии диоксида серы в 2004 г. по экспертным данным ЕМЕР

Самое большое различие между рассчитанными полями концентраций и данными ЕМЕР по мощностям эмиссии диоксида серы имеет место для юга Польши. По данным ЕМЕР, на юге Польши находятся самыми мощные источники диоксида серы. Однако их влияние слабо ощущается в Березинском заповеднике. Как видно из рис. 1, ветры с запада редко приносят сильно загрязненный воздух. Воздушные массы с юга Польши, в среднем, приносят малые концентрации диоксида серы. Возможная причина может состоять в том, что с запада обычно приходит влажный воздух, в котором диоксид серы быстро превращается в серную кислоту или сульфаты. Однако на рис. 2, *в* и *г* юг Польши представлен не как самый интенсивный источник сульфатов. Возможно, что значительная часть выброшенного там  $\text{SO}_2$  поглощается облачными каплями, что уменьшает концентрацию в воздухе как  $\text{SO}_2$ , так и сульфатов. По этой же причине, как считают авторы работы [11], на испанских пунктах мониторинга не чувствуется влияние мощных источников диоксида серы, расположенных на Британских островах.

### Неопределенность концентраций $P_{ij}$ , обусловленная ограниченным объемом данных мониторинга

Результаты расчета поля концентраций  $P_{ij}$  зависят от конкретной выборки данных мониторинга концентраций и соответствующих траекторий. Оценкой неопределенности рассчитанных по конечной выборке (и следовательно, случайных) концентраций  $P_{ij}$  могла бы служить величина разброса (дисперсия) концентраций  $P_{ij}$  при переходе к другим выборкам того же объема. Но мы располагаем единственным набором данных мониторинга и траекторий. В этом случае для оценки дисперсии концентраций  $P_{ij}$  можно использовать метод бутстрапа [20].

Он предполагает создание повторяющихся выборок с замещением внутри одной и той же оригинальной выборки. Пусть имеем оригинальную выборку объема  $N$ . Создадим новую выборку. Для этого на оригинальной выборке случайным образом (с вероятностью  $1/N$ ) выберем данные некоторого одного измерения, продублируем их и дубль поместим в новую выборку, так что исходная выборка останется ненарушенной. Повторяя эту операцию  $N$  раз, получим новую выборку объема  $N$ , в которой некоторых данных из оригинальной выборки может не оказаться, а какие-то данные могут встречаться более одного раза.

Вычислим поле концентрации  $P_{ij}$  по новой выборке. Оно будет отлично от поля концентрации  $P_{ij}$  по оригинальной выборке. Повторяя эту процедуру много раз, будем получать различные значения концентрации  $P_{ij}$ , что в итоге позволит найти средние значения и дисперсию концентраций  $P_{ij}$ .

Повторные расчеты прекращались, когда максимальное изменение среднеквадратического отклонения на последующих 100 повторах становилось менее 0,5%. Результаты расчетов полей коэффици-

ентов вариации, выраженных в процентах, представлены на рис. 3 для среднегодовых источников диоксида серы и сульфатов.

Коэффициенты вариации характеризует неопределенность концентраций  $P_{ij}$ , обусловленную ограниченным объемом данных мониторинга. Величина коэффициентов вариации концентраций  $P_{ij}$  уменьшается с увеличением объема данных мониторинга и числа траекторий, проходящих над выбранной ячейкой. Наибольшие флуктуации и неопределенность концентраций  $P_{ij}$  имеют место в удаленных от рецептора ячейках, так как при фиксированном объеме данных мониторинга над ними проходит гораздо меньше траекторий, чем над ячейками, соседствующими с рецептором. Чтобы неопределенность, связанная с ограниченным объемом данных мониторинга, не влияла на результат, необходимо, чтобы среднеквадратические отклонения были много меньше средних значений концентраций  $P_{ij}$  в ячейке. В случае среднегодовых источников диоксида серы и сульфатов неопределенность, как видно из рис. 4, не превышает 25–30% для большей части источников диоксида серы и 10–15% для большей части источников сульфатов. Только источники сульфатов на юго-востоке Украины характеризуются неопределенностью до 26%.

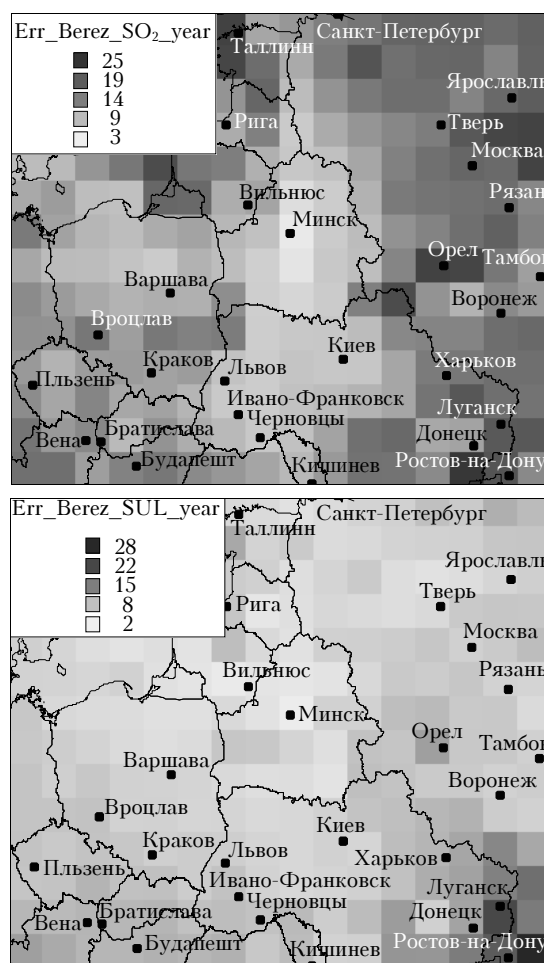


Рис. 4. Пространственное распределение коэффициента вариации полей концентрации, представленных на рис. 2, *в*, *г*, в процентах

## Заклучение

С помощью метода времени пребывания для каждого элемента территории было найдено такое значение концентрации, которое в среднем фиксируется на станции мониторинга при условии предварительного прохождения анализируемых воздушных масс над этим элементом территории. Таким образом, были найдены географические регионы, ответственные за эпизоды повышенной концентрации диоксида серы и сульфатов в Березинском заповеднике. Использовались данные мониторинга с октября 2004 по июль 2007 г. Трехмерные пятисуточные обратные траектории движения воздушных масс рассчитывались по полям скорости ветра и температуры, предоставляемым Республиканским гидрометеоцентром Республики Беларусь.

В среднем за указанный промежуток времени основными территориями, ответственными за повышенную концентрацию диоксида серы в Березинском заповеднике, являются территории, лежащие к востоку, северо-востоку и юго-востоку от Березинского заповедника. Особенно выделяются регионы Москвы и юго-востока Украины. Самые высокие концентрации сульфатов были вызваны источниками, находящимися в районе Донбасса. Источники сульфатов меньшей интенсивности приблизительно равномерно распределены в южном и восточном секторах с центром в Березинском заповеднике.

Рассчитанные поля среднегодовых концентраций диоксида серы и сульфатов, в основном, согласуются с распределением мощностей эмиссии диоксида серы по экспертным данным ЕМЕР. Самое большое различие между рассчитанными полями концентраций и данными ЕМЕР по мощностям эмиссии диоксида серы имеет место для юга Польши, где, по данным ЕМЕР, находятся самые мощные источники диоксида серы. Однако воздушные массы, поступающие в Березинский заповедник с юга Польши, характеризуются низкими концентрациями диоксида серы и сульфатов. Вероятная причина может состоять в том, что с западными ветрами чаще всего связаны облачность и повышенная влажность воздуха. Возможно, что значительная часть выброшенного в южном регионе Польши  $\text{SO}_2$  поглощается облачными каплями, что уменьшает концентрацию как  $\text{SO}_2$ , так и сульфатов в воздухе.

Погрешность, обусловленная ограниченностью объема данных мониторинга, была оценена методом бутстрапа. Величина погрешности растет с удалением от пункта мониторинга. В настоящей статье приводятся данные для территории, где погрешность, в основном, составляла 10–20% и лишь для достаточно удаленных от пункта мониторинга территорий достигала 38%.

Работа выполнена при частичном финансировании МНТЦ (проект В-1063).

1. Бримблум П. Состав и химия атмосферы. М.: Мир, 1978. 351 с.
2. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеопиздат, 1975. 448 с.

3. Benkovitz C.M., Miller M.A., Schwartz S.E., O-Ung Kwon. Dynamical influences on the distribution and loading of  $\text{SO}_2$  and sulfate over North America, the North Atlantic and Europe in April 1987 // *Geochem. Geophys. Geosyst.* 2001. V. 2, Paper number 200GC000129 [13830 words, 9 figures, 4 animations]. Published June 13, 2001.
4. Heikes B.G., Kok G.L., Walega J.G., Lazrus A.L.  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{O}_3$  and  $\text{SO}_2$  measurements in the lower troposphere over the eastern United States during fall // *J. Geophys. Res.* D. 1987. V. 92. N 1. P. 915–931.
5. Vestreng V., Breivik K., Adams M., Wagener A., Goodwin J., Rozovskaya O., Pacyna J.M. Inventory Review 2005, Emission Data reported to LRTAP Convention and NEC Directive, Initial review of HMs and POPs // Technical report MSC-W 1/2005, ISSN 0804–2446.
6. Ashbaugh L.L. A statistical trajectory technique for determining air pollution source regions // *J. of Air Pollut. Control Assessment.* 1983. V. 33. N 12. P. 1096–1098.
7. Ashbaugh L.L., Malm W.C., Sadeh W.Z. A residence time probability analysis of sulfur concentrations at Grand canyon National Park // *Atmos. Environ.* 1985. V. 19. N 7. P. 1263–1270.
8. Poirot R.L., Wishinski P.R. Visibility, sulfate and air mass history associated with the summertime aerosol in Northern Vermont // *Atmos. Environ.* 1986. V. 20. N 18. P. 1457–1469.
9. Seibert P., Kromp-Kolb H., Baltensperger U., Jost D.T., Schweikowsky M., Kasper A., Puxbaum H. Trajectory analysis of aerosol measurements at high alpine sites // *Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere* (eds. by P.M. Borrell, P. Borrell, T. Cvitas, W. Seiler). 1994. P. 689–693. Academic Publishing, Den Haag.
10. Stohl A. Trajectory statistics – a new method to establish source-receptor relationship of air pollutants and its applications to the transport of particulate sulfate in Europe // *Atmos. Environ.* 1996. V. 30. N 4. P. 579–587.
11. Rúa A., Hernández E., J. de las Parras J., Martín I., Gimeno L. Sources of  $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_x$ , and  $\text{NO}_3^-$  in the Air of Four Spanish Remote Stations // *J. Air and Waste Management Association.* 1998. V. 48. N 7. P. 838–845.
12. Wotawa G., Kröger H., Stohl A. Horizontal ozone transport towards the Alps – results from trajectory analyses and photochemical model studies // *Atmos. Environ.* 2000. V. 34. N 7. P. 1367–1377.
13. Charron A., Plaisance H., Sauvage S., Coddeville P., Galoo J.C., Guillermo R. A study of the source-receptor relationships influencing the acidity of precipitation collected at a rural site in France // *Atmos. Environ.* 2000. V. 34. N 19. P. 3665–3674.
14. Apadula F., Gotti A., Pignini A., Longhetto A., Rocchetti F., Cassardo C., Ferrarese S., Forza R. Localization of source and sink regions of carbon dioxide through the method of the synoptic air trajectory statistics // *Atmos. Environ.* 2003. V. 37. N 18. P. 3757–3770.
15. Lee L.Y.L., Kwok R.C.W., Cheung Y.P., Yu K.N. Analyses of airborne  $^{7}\text{Be}$  concentrations in Hong Kong using back-trajectories // *Atmos. Environ.* 2004. V. 38. N 36. P. 7033–7040.
16. Зверев А.С. Синоптическая метеорология. Л.: Гидрометеопиздат, 1977. 711 с.

17. Шнайдман В.А., Беркович Л.В., Фоскарино О.В. Метод расчета и количественные оценки параметров трехмерной структуры пограничного слоя атмосферы по данным ПГЭП // Метеорол. и гидрол. 1987. N 9. С. 98–107.
18. Businger I.A., Wyngaard I.C., Isume G., Bradly E.F. Flux profile relationship in the atmospheric surface layer // J. Atmos. Sci. 1971. V. 28. N 2. P. 181–189.
19. Stohl A. Computation, accuracy and application trajectories – a review and bibliography // Atmos. Environ. 1998. V. 32. N 6. P. 947–966.
20. Эфрон Б. Нетрадиционные методы многомерного статистического анализа: Сб. статей: Пер. с англ. / Предисловие Ю.П. Адлера, Ю.В. Кошевича. М.: Финансы и статистика, 1988. 263 с.

*О.М. Zhukova, V.P. Kabashnikov, B.B. Kozeluk, V.N. Kuzmin, N.S. Metelskaya, A.P. Chaikovskii.*

**Localization of sulfur dioxide and sulfate sources with the help of back trajectories and local monitoring data.**

Conditionally averaged sulfur dioxide and sulfate concentrations, which arise at a receptor site under the condition of air mass passing over the given upwind elementary territory, were found with the help of residence time analysis for every elements of the territory. This concentration field reflects an impact of different regions on the air condition at a receptor site. The concentration fields were used to find geographical regions responsible for high sulfur dioxide and sulfate pollution of the Berezinsky reserve (Republic of Belarus). The error caused by limited monitoring data is estimated. Since areas with high concentration of pollutants can be considered as probable admixture sources, the calculated fields of mid-annual sulfur dioxide and sulfate concentrations have been compared with the EMEP expert data on the spatial distribution of sulfur dioxide emission power in 2004. In general, calculated concentration fields agree with the EMEP data. It is possible that the occurring differences are connected with the sulfur dioxide chemical transformations.